Opusc. Zool. Budapest. XXVII—XXVIII, 1995

Potamogeton pectinatus-Bestände als Bioindikatoren der Schwermetallbelastung im Hauptarm der Donau

Von

B. RÁTH*

Abstract. In the 1970's aquatic macrophyt stands developed in the main arm of the Danube in and around the Danube Bend due to anthropogenic effects. On the basis of comparative data the dominant species (*Potamogeton pectinatus* L.) was characterised by an increased heavy metal accumulation (Ag, Cd, Cu, Pb, Zn) in the investigated sampling sites (1670-1694 river km). Simultaneously with the water quality changes especially high values were typical in the mid-1980's, but increased uptake can be followed even today in the case of some toxic heavy metals (Cd, Pb). The fact that the plant accumulates dangerous micropollutants (Ag, Cd, Pb) with high concentration factors (10^5-10^6) proves that it is a suitable bioindicator.

Als im Jahre 1956 Prof. ENDRE DUDICH von der Internationalen Arbeitsgemeinschaft Donauforschung der SIL aufgefordert wurde, die hydrobiologischen Forschungen im ungarischen Abschnitt der Donau zu organisieren, waren die mit den höheren Wasserpflanzen in Zusammenhang stehenden Untersuchungen im Forschungsprogramm noch nicht vorgesehen. Dies ist aber bei weitem nicht überraschend, da ja die Makrophyten in der Donau, in Ermangelung der entsprechenden Lebensbedingungen, im Vergleich mit anderen aquatischen Lebensgemeinschaften (Plankton, Benthos, Biotekton usw.) zu dieser Zeit noch eine sehr geringe Rolle gespielt haben.

Von den Jahren 1970 an wurden aber durch die verschiedenen anthropogenen Eingriffe (Regulierungsmassnahme, Wasserverschmutzung usw.) im Fluß stellenweise solche hydrologischen und die Wassergüte betreffenden Änderungen hervorgerufen, durch die die Lebensbedingungen der bisher in den Hintergrund gedrängten Pflanzenarten sich entfalten haben. Als Zeichen hierfür erschienen in den Buhnen des Hauptarmes von langsamer Wasserströmung und in den verlandeten Uferabschnitten verschiedene Wasserpflanzenbestände. Die dominante Species dieser Bestände war die submerse *Potamogeton pectinatus* L., die besonders durch ihre Widerstandsfähigkeit gegen die Änderungen der Wassergüte bekannt wurde (VOLLRATH, 1965; KOHLER et al., 1971; KOHLER, 1975; KRAUSE, 1972 a, 1972 b; KRAUSCH, 1976). Die Pflanze

**Borbála Ráth*, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Magyar Dunakutató Állomás (Institut für Ökologie und Botanik der Ungarischen Akademie der Wissenschaften, Ungarische Donauforschungsstation), 2131 Göd, Jávorka S. u. 14, Ungarn.

wurde aufgrund ihrer großen Akkumulationsfähigkeit an Elementen von mehreren Autoren ausgesprochen für den Nachweis der Schwermetallbelastungen der Gewässer empfohlen (ABO-RADY, 1980; TEHERANI et al., 1981; WHITTON et al., 1981; HASLAM, 1982; KOVÁCS und PODANI, 1986; KOVÁCS et al., 1986; LUKINA und SMIRNOVA, 1988).

Wir begannen auch die chemische Zusammensetzung der im Donauknie besonders verbreiteten *Potamogeton pectinatus*-Bestände vom Gesichtspunkt der Bioindikation der Wasserverschmutzung zu untersuchen. In der vorliegenden Abhandlung berichten wir über die Akkumulation von 5 Schwermetallen (Ag, Cd, Cu, Pb, Zn) und auch ihre räumlichen und zeitlichen Änderungen vom Jahre 1979 bis heute.

Material und Methode

Das zu untersuchunde Pflanzenmaterial holten wir mehrere Jahre lang (1979, 1981, 1983, 1985, 1988, 1994) vom Donauabschnitt zwischen Göd und Visegrád (Stromkm 1694—1670) aus 5 Proben.

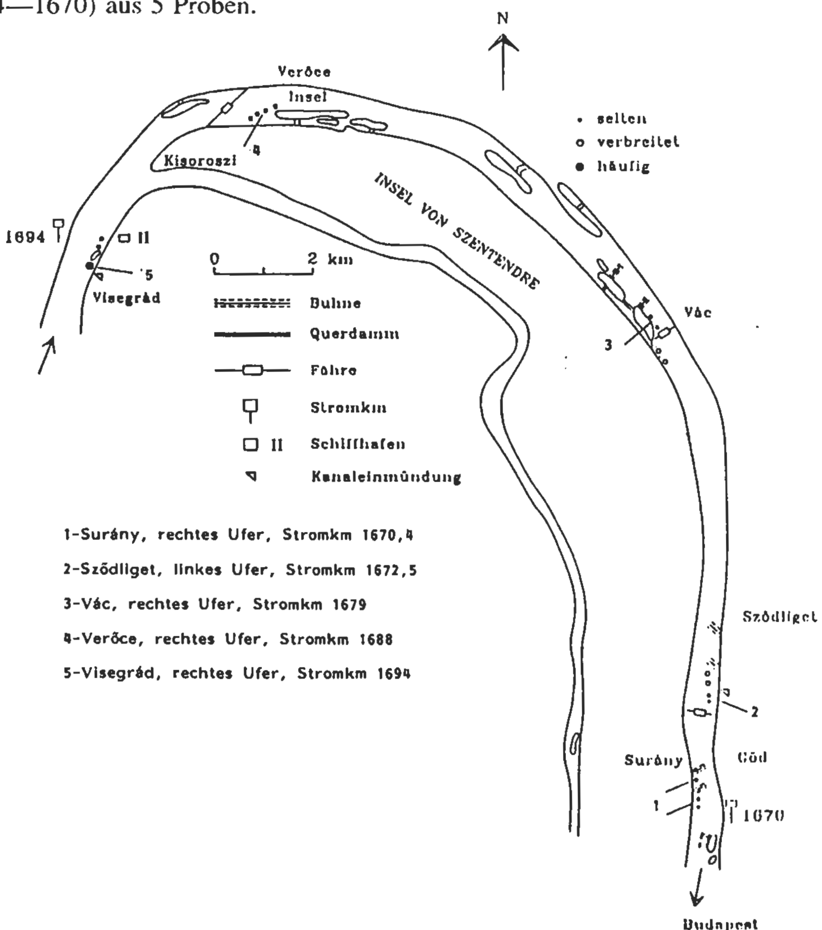


Abb. 1. Untersuchte Abschnitte und Probeentnahmestelle von *Potamogeton pectinatus* im Hauptarm der Donau zwischen Stromkm 1670—1694

Der oberirdische Teil der Pflanze wurde analysiert. Die vorbereiteten Proben (Spülung, Trocknung bei 105°C) haben wir in Teflonbomben einem nassen Aufschluß unterworfen und die Messungen mit Atomabsorptionsspektrophotometer (Varian Techtron AA 275) durchgeführt.

Bei der Errechnung der Konzentrationsfaktorwerte (Kf) zogen wir bei Göd (Stromkm 1669) die durchschnittliche Schwermetallkonzentration der in der Vegetationsperiode entnommenen Wasserproben in Betracht (RÁTH und OERTEL, 1988).

$$Kf = \frac{\text{Quantität des Elementes bezogen auf das Trockengewicht der Pflanzen in } \mu g/g}{\text{Konzentration des Wassers an Elementen in } \mu g/ml}$$

Ergebnisse und ihre Auswertung

Die Mitteilungen über die chemsiche Zusammensetzung von *Potamogeton pectinatus* reihen das vom Gesichtspunkt der Pflanzenphysiologie lebenswichtige Zinn (Zn) zu den sich in verhältnismäßig größerer Konzentration akkumulierenden Schwermetallen. Von besonders hohem Wert (137—213 ppm) berichtet ABO-RADY (1980) aus den von industriellen Abwässern belasteten Probenentnahmenstellen der oberen Leine (West-Deutschland), in den weniger verschmutzten Wasserflächen erreichen die Zn-Werte nicht die Hunderter-Ordnungsgröße. In den nordamerikanischen Fließgewässer massen DI GIULIO und SCANLON (1985) einen Durchschnittswert von nur 16 ppm, RIEMER und TOTH (zit. HUTCHINSON, 1975) von 80,5 ppm in der Pflanze. In den kleineren Nebenflüssen der Donau in Niederösterreich (Fischa, Erlabach usw.) reichten die Zn-Werte im Trockengewicht von µg/g ausge-drückt von 45 bis 95 (LEDL et al., 1981). Im Donauabschnitt der Kleinen Schüttinsel (RÁTH und OERTEL, 1994) war die Zn-Konzentration verhältnismäßig niedrig (25,00—41,00 ppm), im Mündungsgebiet der Donau (SMIRNOVA, 1987) von etwas größerem Wert (69,8 ppm).

Unseren Untersuchungen nach war im Raum des Donauknies (Ungarn) die Zn-Akkumulation bis zur Mitte der 1980er Jahren sehr groß. Den Maximalwert (331 ppm) massen wir im Jahre 1983 im Standort bei Sződliget (Stromkm 1672,5), jedoch konnten wir auch 1985 in den bei Visegrád (Stromkm 1694) gesammelten Proben einen hohen Wert feststellen. Vom Ende der Jahre 1980 kann die Abnahme der Zn-Akkumulation beobachtet werden (Tab. 1), die Werte blieben aber bis heute über 100 ppm (Abb. 2).

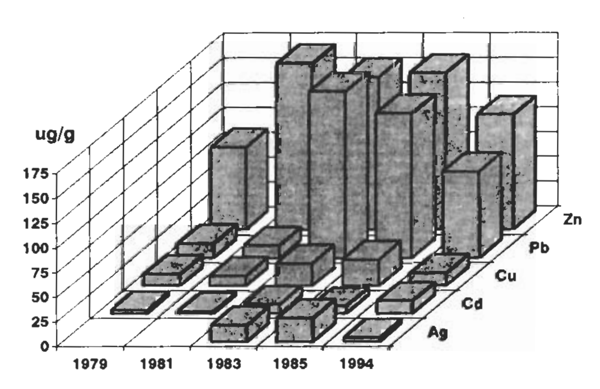


Abb. 2. Schwermetallkonzentrationen der *Potamogeton pectinatus* - Bestände in verschiedenen Jahren bei Surány (Donau, Stromkm 1960,4)

Tabelle 1. Schwermetallkonzentrationen der Potamogeton pectinatus - Bestände in verschiedenen Jahren zwischen Sződliget und Visegrád (Donau, Stromkm 1672,5—1694)

		Ag	Cd	Cu	Pb	Zn
	Stromkm			1981		
Visegrád	1694.0					
Verőce	1688.0		2,3	9,6	13,2	93,7
Vác	1679.0		2,2	9,4	13,1	52,6
Sződliget	1672.5		2,8	10,9	14,6	90,5
				1983		
Visegrád	1694.0					
Verőce	1688.0	6,6	1,4	18,0	33,5	144,0
Vác	1679.0	13,3	10,9	21,0	93,0	190,0
Sződliget	1672.5	14,6	12,1	25,0	120,0	331,0
				1985		
Visegrád	1694.0	21,0	11,7	28,0		229,0
Verőce	1688.0	21,7	7,4	28,0	103,0	158,0
Vác	1679.0	26,2	9,0	28,0	92,0	152,0
Sződliget	1672.5	28,4	12,3	27,0	153,0	159,0
				1988		
Visegrád	1694.0	3,3	8,7	14,0	48,2	117,0
Verőce	1688.0					
Vác	1679.0	5,8	10,1	11,2	45,0	116,0
Sződliget	1672.5	3,3	10,5	9,5	10,0	174,0

Das Kupfer (Cu) ist für die pflanzlichen Organismen ebenfalls ein essentielles Mikroelement, häuft sich aber im Verhältnis zum Zn in viel geringerer Menge in den Wassermakrophyten an (Tölgyesy, 1969). Der geringste Cu-Wert des *Potamogeton pectinatus* (3,3 µg/g) ist uns aus der Arbeit von Di Giulio und Scanlon (1985) bekannt. In den meisten Facharbeiten liegen die Cu-Werte unter 20 ppm (Kolman und Wali, 1976; Kovács und Tóth, 1979; Kovács et al., 1984; Abo-Rady, 1980; Ledl et al., 1981; Ráth, 1985; Ráth und Oertel, 1994; Smirnova 1987), von einer größeren Akkumulation (174,4 ppm) berichtet bloß Hutchinson (1975). Bei Laborbedingungen (Janauer, 1985) kann die Cu-Akkumulation des *Potamogeton pectinatus* sehr beträchtlich sein (nach einer 48stündigen Inkubation fast 500 ppm), unter natürlichen Umständen können aber mehrere antagonistische Elemente die Cu-Aufnahme der Pflanzen verringern (Szabó et al., 1987).

Im untersuchten Donauabschnitt zeigt die Cu-Konzentration des *Potamogeton pectinatus* je Standort eine sehr gleichmäßige Verteilung und ist den aus der Fachliteratur bekannten Daten ähnich von verhältnismäßig niedrigem Wert. Mengen über 20 ppm wurden von uns bloß um die Mitte der 80er Jahre gemessen, bis zum Ende des Jahrzehntes ging die Cu-Akkumulation wiederum auf denselben Wert zurück (9,5—14,0 ppm), den wir in den als Kontrollniveau betrachtbaren Jahren 1979, 1981 festgestellt haben (Tab. 1 und Abb. 2).

Von den Schwermetallen von toxischer Wirkung wechselt die Bleikonzentration (Pb) bei *Potamogeton pectinatus* zwischen weiten Grenzen. Den geringsten Wert (1,1 ppm) erhielten Petkova und Ljubjanov (1969) aus den Steppengewässern der

Ukraine, niedrige Werte (2,2 ppm) massen aber auch DI GIULIO und SCANLON (1985) im östlichen Ufergelände Nordamerikas, ABO-RADY (1980) in West-Deutschland (2,4—6,8 ppm), sowie SMIRNOVA (1987) im Donaudelta (15,2 ppm).

Anläßlich der chemischen Untersuchung der Makrophytenbestände des Balaton bestimmten KOVÁCS (1978) bei *Potamogeton pectinatus* eine durchschnittliche Akkumulation von 36 ppm, und TEHERANI et al. (1981) eine von 8—24 ppm.

Blei von auffallend großer Menge (120—168 ppm) wurde von uns hingegen in den Proben gefunden, die wir im Donauabschnitt unterhalb von Vác (Sződliget, Stromkm 1672,5; Surány, Stromkm 1670,4) in zwei Jahren (1983, 1985) untersucht und eingeholt haben. Eine in der Fachliteratur festgehaltene Daten weit übertreffende Bleiakkumulation blieb trotz der beträchtlichen Wertabnahme im Jahre 1988 bis zu unseren Tagen aufrecht (Tab. 1 und Abb. 2).

Die großen Pb-Werte hängen aller Wahrscheinlichkeit nach mit der bedeutenderen Bleiverschmutzung des Donauwassers zusammen (WACHS, 1990). Gleichzeitig kann nicht vernachlässigt werden, daß das Blei im Wasser größtenteils an den Scwebestoff gebunden vorhanden ist (BOZSAI und Frau KÖVES, 1978; OERTEL, 1992), den das Wurzel fassende *Potamogeton pectinatus* nicht nur aus dem Wasserkörper, sondern der Sedimentierung des Schwebestoffes auch aus dem Bodenschlamm aufnehmen kann (RÁTH und OERTEL, 1988).

Über das vom Gesichtspunkt der Wassergüte zu den gefährlichsten Schmutzstoffen gehörende Kadmium (Cd) stehen uns verhälnismäßig wenigere vergleichende Daten zur Verfügung. Sämtliche Studien (ABO-RADY, 1980; LEDL et al., 1981; DI GIULIO und SCANLON, 1985) berichten über die niedrige Cd-Konzentration: 0,1—0.85 ppm im *Potamogeton pectinatus*. Eine noch geringere Kadmiummenge enthielten die Proben aus dem Balaton (< 0,03 ppm), was den Autoren nach (TEHERANI et al., 1981) dem normalen Cd-Wert der Pflanzen (< 1 ppm) nahesteht.

Die Cd-Aufnahme des *Potamogeton pectinatus* wurde auch experimentell untersucht (JANAUER, 1985). Die Cd-Toleranz der Pflanze wird auch dadurch gut veranschaulicht, daß nach der 48stündige Inkubation Werte über 100 ppm gemessen worden sind.

In den Standorten im Donauarm bei Vác (Abb. 1) war im Jahre 1981 die Cd-Akkumulation (RÁTH, 1985) noch niedrig (2—4 ppm), in den ersten Jahren stiegen aber mit dem Anwachsen der Cd-Konzentration des Wassers in Zusammenhang die Durchschnittswerte von Jahr zu Jahr an: 1983: 8,47 ppm; 1985: 9,64 ppm; 1986: 11,97 ppm (RÁTH und OERTEL, 1988). Die zunehmende Tendenz der Cd-Werte blieb auch in den späteren Untersuchungsjahren (1988, 1994) charakteristisch (Tab. 1 und Abb. 2).

Obwohl das Silber (Ag) ebenfalls einen der gefährlichen Mikroverschmutzer der Gewässer bildet, wurde seine Akkumulation in den Wasserpflanzen anderswo noch nicht untersucht. Selbst für die Ag-Akkumulation der am meisten verbreiteten pflanzlichen Bioindikatorenart (*Cladophora glomerata* L. Kütz) stehen uns in der Fachliteratur keine Angaben zur Verfügung (WHITTON et al., 1981).

Die Notwendigkeit der heimischen Untersuchung der Ag-Akkumulation wurde durch jene Ergebnisse der wasserchemischen Analysen begründet, wonach im Dunauarm bei Vác die Ag-Konzentration des Wassers im Verhältnis zum Beginn der Jahre 1980, dem Ende des Jahrzehntes zu mit einer Größenordnung zugenommen hat (OERTEL, 1992). Diese wasserchemische Änderung widerspiegelte sich sehr gut in den Ag-Werten der aus diesem Raum eingeholten *Potamogeton pectinatus* -Proben (1983: 6,6—14,6 ppm; 1985: 21,0—28,4 ppm; 1986: 26,8—50,2 ppm). Aus dieser

Änderung können wir auf die enge Korrelation zwischen der Ag-Konzentration des Wassers und der Pflanze schliessen (RÁTH und OERTEL, 1988). Vom Ende der 80er Jahre, ebenso wie bei der Mehrheit der untersuchten Elemente gingen auch im Falle des Silbers die Werte zurück (s. Tab. 1 und Abb. 2), vermutlich infolge der festgestellten günstigen Änderung in den Ag-Verhältnissen des Wassers.

Eine der wichtigsten Bioindikationseigenschaften der Wasserpflanzen besteht darin, daß sie die Elemente in hundertfacher oder tausendfacher Menge akkumulieren im Vergleich mit der Menge, in welcher sie in der Umwelt vorkommen (KOVÁCS und TÓTH, 1979; LUKINA und SMIRNOVA, 1988).

Die Akkumulationsgröße läßt sich mit Konzentrationsfaktoren charakterisieren, über die aber infolge des Fehlens von wasserchemischen Angaben in der Fachliteratur bloß sehr wenige Mitteilungen berichten. In Bezug auf die Art *Potamogeton pectinatus* stellte ABO-RADY (1980) bei sechs Elementen (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) einen Faktorwert von mittlerer Größenordnung (10^3) fest. Der Zn- und Cu-Faktorwert des *Potamogeton pectinatus* zeigte im Balaton in der ersten Periode der chemischen Analysen (KOVÁCS und TÓTH, 1979) ebenfalls eine mittlere Größenordnung (10^3), einige Jahre später (KOVÁCS et al., 1984) nahmen die Faktorwerte zu (Zn: 10^4—10^5; Cu: 10^3—10^4). Im Laufe der letzteren Untersuchung wurde auch die Größenordnung der Pb-Akkumulation der Pflanze bestimmt: 10^2—10^3.

Unseren Berechnungen nach häufen sich in den untersuchten Standorten der Donau die auch im Stoffumsatz eine Rolle spielenden Schwermetalle, wie Zn und auch Cu in der mittleren Größenordnung (10^2—10^3), Ag, Cd, Pb von toxischer Wirkung im Verhältnis zum Durchschnitt in einer höheren (10^4) und in einzelnen Jahren (z.B. 1985) sogar noch höheren (10^5, 10^6) Größenordung im *Potamogeton pectinatus* an.

Zusammenfassung

Im Donauabschnitt von etwa 20 km Länge, oberhalb von Budapest untersuchten wir mehrere Jare lang die Schwermetallakkumulation (Ag, Cd, Cu, Pb, Zn) der Bestände der submersen Makrophytenart *Potamogeton pectinatus* L.

Die Schwermetallkonzentration dieser in der verschlammten Uferzone verbreiteten Wasserpflanze war besonders in der Mitte der 80er Jahre hoch, die Werte übertrafen zu dieser Zeit bei sämtlichen untersuchten Elementen die in der Fachliteratur angegebenen Daten. Die auffallend großen Pb-Mengen, sowie die anwachsende Cd-Aufnahme blieben bis zu unseren Tagen charakteristisch.

Die Konzentrationsfaktorwerte erreichten bei solchen Metallen die höchste Größenordnung (10^5, 10^6), die im Wasser in verhältnismäßig geringerer Menge vorgefunden werden können (Ag, Cd, Pb). Diese Eigenschaft der Pflanzen scheint bei dem Nachweis der gefährlichen Mikroverschmutzungen des Wassers gut verwendbar zu sein.

*

Herrn Dr. NÁNDOR OERTEL gebührt für die Bestimmung der Elemente, sowie beim Entwerten der Abbildungen mir geleistete Hilfe mein besonderer Dank.

SCHRIFTTUM

1. Abo-Rady, M. D. K. (1980): Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für die Schwermetallbelastung der oberen Leine. — Arch. Hydrobiol., 89: 387—404.

2. Bozsai, G. & Köves, L-né (1978): A Dunából nyert ivóvizek nehézfémszennyezettségének vizsgálata atomabszorpciós módszerrel. — Hidrológiai Közlöny, 10: 468—472.

3. Di Giulio, R. T. & Scanlon, P. F. (1985): Heavy metals in aquatic plants, clams, and sediments from the Chesapeake Bay, U. S. A. Implications for waterfowl. — Sci. Total Environ., 41: 259—274.

4. Haslam, S. M. (1982): A proposed method for monitoring river pollution using macrophytes. — Envir. Technol. Letters, 3: 19—34.

5. Hutchinson, G. E. (1975): A treatise on limnology. Vol. III.—Limnological Botany, New York: 1—660.

6. Janauer, G. A (1985): Heavy metal accumulation and physiological effects on Austrian macrophytes. — In J. Salánki (ed): Heavy metals in water organism. Symposia Biol. Hung., 29: 21—30.

7. Kohler, A. (1975): Veränderungen natürlicher submerser Fließgewässervegetation durch organische Belastung. — Daten und Dokumente zum Umweltschutz, 14: 59—66.

8. Kohler, A., Vollrath, H. & Beisl, E. (1971): Zur Verbreitung Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß—Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). — Arch. Hydrobiol., 69: 333—365.

9. Kolman, A. L. & Wali, M. K. (1976): Intraseasonal variations in environmental and productivity relations of Potamogeton pectinatus communities. — Arch. Hydrobiol. Suppl., 50/4: 439—472.

10. Kovács, M. (1978): The element accumulation in submerged aquatic plant species in lake Balaton. — Acta Bot. Acad. Sci. Hung., 24: 273—283.

11. Kovács, M. & Tóth, L. (1979): A balatoni hínárok biogén-elem felhalmozásáról. — VITUKI Közl. 14: 49—74.

12. Kovács, M., Nyáry, I. & Tóth, L. (1984): The microelement content of some submerged and floating aquatic plants. — Acta Bot. Hung., 30: 173—185.

13. Kovács, M. & Podani, J. (1986): Bioindication: A short review on the use of plants as indicators of heavy metals. — Acta Biol. Hung., 37: 19—29.

14. Kovács, M., Podani, J., tuba, Z. & Turcsányi, G. (1986): A környezetszennyezést jelző és mérő élőlények. — Mezőgazdasági Kiadó, Budapest: 1—191.

15. Krausch, H. D. (1976): Die Makrophyten der mittleren Saale und ihre Biomasse. — Limnologica, 10: 57—72.

16. Krause, A. (1972a): Einfluß der Eutrophierung und anderer menschlicher Einwirkungen auf die Makrophytenvegetation der Oberflächengewässer. — Ber. über Landwirtsch., 50: 140—146.

17. Krause, A. (1972b): Über den Rückgang des Wasserpflanzenbesatzes der Fulda als Ausdruck zunehmender Gewässerverunreinigung. — Bundesanstalt für Vegetationskunde, Naturschutz und Landschaftspflege in Bonn-Bad Godesberg, Jahresbericht F.: 11—12.

18. Ledl, G., Janauer, G. A. & Horak, O. (1981): Die Anreichung von Schwermetallen in Wasserpflanzen aus einigen österreichischen Fließgewässern. — Acta Hydrochim. Hydrobiol., 9: 651—663.

19. Lukina, L. F. & Smirnova, N. N. (1988): Fiziologia vüsschich vodnüch rastenij. — Naukova Dumka, Kiev: 1—186.

20. Oertel, N. (1992): Nehézfémek a Duna vízében, lebegőanyagában és a bevonat szervezeteiben. — Kandidátusi értekezés. MTA ÖBKI, Magyar Dunakutató Állomás, Göd. MTA Könyvtára, Budapest: 1—148.

21. Petkova, L. M. & Ljubjanov, I. P. (1969): Koncentracija dejakich mikroelementov u makrofitiv vodojm stepnovoi zoni Ukraini.— Ukr. bot. zsum., 26: 90—96.

22. RÁTH B. (1985): Die chemische Zusammensetzung des Kammlaichkrautes (Potamogeton pectinatus) im Donauarm von Vác. (Danubialia Hungarica III). — Ann. Univ. Sci. Budapest, Sect. Biol., 24/26: 81—89.

23. RÁTH B. & OERTEL, N. (1988): Schwermetallakkumulation der Potamogeton pectinatus-Bestände in der Donau oberhalb von Budapest (Stromkm 1670—1694). — Wiss. Kurzreferate 27. Arbeitstagung der IAD, Mamaia: 37—42.

24. RÁTH B. & OERTEL, N. (1994): Die Auswirkung der wasserbaulichen Maßnahmen auf die Schwermetallakkumulation der Makrophyten im Nebenarmsystem von Dunaremete (Kleine Schüttinsel, Stromkm 1826, Ungarn). — Wiss. Kurzreferate 30. Arbeitstagung der IAD, Zuoz: 336—340.

25. SMIRNOVA, N. N. (1987): Osobennosti akkumulacii biogenüch elementov, tjascholüch metalllov i nekotorüch chlororganitscheskich pecticidov vüsschimi vodnümi rasteniami v Kilijskoj delte Dunaja. — In: Gidrobiologitscheskije issledovanija Dunaja i pridunajskich vodojomov. Sbornik nautschnüch trudov. Naukova Dumka, Kiev: 102—118.

26. SZABÓ, S. A., RÉGIUSNÉ, M. Á., GYŐRI, D. & SZENTMIHÁLYI, S. (1987): Mikroelemek a mezőgazdaságban I. — Mezőgazdasági Kiadó, Budapest: 1—235.

27. TEHERANI, D. K., ALTMANN, H., WALLISCH, G., KOVÁCS J. & KISS, B. (1981): Die Akkumulation von Pb, Hg, Cd, Se, Sc, Cr, Rb, Fe, Zn, Co in Pflanzen und Schlamm des Plattensees. — Radiochem. Radional. Letters, 46: 203—220.

28. TÖLGYESI, GY. (1969): A növények mikroelemtartalma és ennek mezőgazdasági vonatkozásai. — Mezőgazdasági Kiadó, Budapest: 1—190,

29. VOLLRATH, H. (1965): Das Vegetationsgefüge der Itzaue als Auscruck hydrologischen und sedimentologischen Geschehens. — Landschaftspflege und Vegetationskunde, H.4, München: 1—125.

30. WACHS, B. (1990): Belastung des Donauwassers mit Schwermetallen. — In: Ergebnisse der Doanuexpedition 1988. Eigenverlag der IAD, Wien: 109—114.

31. WHITTON, B. A., SAY, P. J. & WEHR, J. D. (1981): Use of plants to monitor heavy metals in rivers. — In: Say, P. J. and Whitton, B. A. (eds.): Heavy metals in Northern England. Environmental and biological aspects. University of Durham, Department of Botany. 135—145.